第46卷 第4期
2023年4月

干旱区地理
ARID LAND GEOGRAPHY

Vol. 46 No. 4
Apr. 2023

基于改进遥感生态指数的甘肃省古浪县生态质量评价

罗镕基， 王宏涛， 王 成

（河南理工大学测绘与国土信息工程学院，河南 焦作 454000）

摘 要： 干旱、半干旱地区约占中国陆地总面积的47%，该地区多以荒漠为背景，其生态结构简单，生态系统脆弱。为了更加客观准确的评价干旱、半干旱地区生态质量，对遥感生态指数（Remote sensing ecological index，RSEI）进行改进，提出一种适用于干旱地区的干旱遥感生态指数（Drought remote sensing ecological index，DRSEI），该指数由绿度、湿度、干度、荒漠化指数和热度5个生态因子耦合而成。相较于RSEI，DRSEI对植被更加敏感，对不透水面、土地以及沙地的分辨能力更强，适合干旱半干旱地区的生态质量评价。利用DRSEI对古浪县1994—2020年生态质量进行长时序的动态监测与评价。结果表明：古浪县1994—2020年生态质量整体变好，中西部和东南部植被覆盖度明显增加，对生态环境有很强的改善作用；生态质量较差的区域主要集中在北部腾格里沙漠，生态质量为优、良、中的地区主要分布在南部祁连山东端支脉。基于DRSEI定量化评价干旱半干旱区域生态质量，对指导我国干旱半干旱区域的生态环境整治以及可持续发展具有重要的现实意义。

关 键 词： 干旱遥感生态指数；生态质量评价；主成分分析；变异系数；动态监测；甘肃省

文章编号： 1000-6060(2023)04-0539-11(0539~0549)

我国面临着严重的荒漠化问题，尤其是在中国西北地区，荒漠化过程影响了区域生态环境，严重阻碍了当地的社会经济发展[1]。目前，超过1/3的全球生物多样性热点地区位于干旱区[2]，频繁的人类活动导致其生态环境发生了不同程度的变化，部分地区生态环境逐渐退化，甚至出现恶化[3]。因此，对干旱半干旱地区进行生态环境监测，准确获取生态变化情况及其分布状况对生态修复措施的科学制定具有重要意义。

目前，国内外学者针对干旱半干旱区生态的研究，多数集中在气候变化[2,4]、水资源[5-6]、生态风险评估[7-8]等不同方向，而对区域性整体生态质量进行长时序综合评价的研究相对较少。目前，采用遥感技术进行区域性生态质量评价的方法主要可以分为两种。一是采用单一指标进行生态质量评价，如崔旺来等[9]通过反演归一化植被指数（Normalized difference vegetation index，NDVI）来评价中国海岛县生态服务价值，孙灏等[10]通过计算热岛比例指数，对宁夏沿黄城市带全天的地表温度和热岛效应时间变化进行分析。然而，生态系统的组成较为复杂，使用单一的生态因子进行评价有较大的局限性，难以有效表征某区域生态质量。二是将多生态因子进行整合，对区域生态质量进行综合评价。其中最具代表性的就是由徐涵秋[11]提出的遥感生态指数（Remote sensing ecological index，RSEI），该指数耦合了绿度、湿度、干度、热度4个生态因子，可以有效地对城市生态质量进行综合评定。

目前，RSEI已被众多学者广泛应用于城市[12-14]、矿区[15-16]以及自然生态区[17-18]等地的生态质量评估，也有许多学者考虑到研究区域不同，对RSEI进行改进。如张秦瑞等[19]通过构建归一化不透水面和裸土指数来代替原有的建筑指数作为干度指标，建立改进型遥感生态指数进行城市生态环境质量评价。结果表明：与RSEI相比，改进型遥感生态指数所构建的干度指标对生态造成的负面影响反映得更加准确，更适用于城市生态环境质量评价。Wu

收稿日期： 2022-06-29； **修订日期：** 2022-09-21

基金项目： 国家自然科学基金面上项目（42071405）；河南理工大学基本科研业务费专项（NSFRF220203）资助

作者简介： 罗镕基（1997-），男，硕士研究生，主要从事生态环境遥感等方面的研究. E-mail: luo227657@163.com

通讯作者： 王宏涛（1979-），男，副教授，主要从事摄影测量与遥感等方面的研究. E-mail: wht_31@hpu.edu.cn

等[20]基于干度、湿度、绿度以及反向沙漠差异指数4个指标，建立RSEI对非洲萨赫勒地区进行生态质量评价；农兰萍等[21]以MODIS、DEM、社会经济数据等为数据源，构建改进型遥感生态指数模型探究滇中地区生态环境质量变化情况，结果表明，NDVI等自然因子与新引入的社会经济因子间的交互作用对生态环境质量造成的影响较大。但针对干旱半干旱区域的研究甚少，且RSEI主要是针对城市生态环境创建[11]，但是在干旱半干旱地区沙地和荒漠化的土地才是主体，仅使用干度指标不具有代表性。正是由于不同区域的生态特性具有很大差别，因此需要针对研究区自身的生态特性对RSEI进行改进，使之更符合当前研究区的生态状况。

综上所述，针对干旱半干旱地区土地荒漠化严重的生态特性，本文对RSEI进行改进，提出一种干旱遥感生态指数(Drought remote sensing ecological index，DRSEI)，并将其运用到甘肃省古浪县的生态质量评价中。通过分析DRSEI的适用性以及古浪县在时空上的生态变化特征，为我国干旱半干旱地区的生态环境监测与治理提供方法支撑。

1 研究区概况

古浪县位于甘肃省武威市西南部，全县总面积5046 km²，其地理位置介于37°09′~37°54′N、102°35′~103°54′E之间，东至西约102 km，南至北约88 km，地处河西走廊东端，北邻腾格里沙漠，南边与天祝藏族自治县接壤，南北地貌以及生态环境形成鲜明对比，呈现“南山北沙”的地理格局(图1)。古浪县地势北低南高，海拔高度在1577~3536 m之间，平均海拔为1810 m，其北部为温凉干旱区，中部为寒冷干旱区，南部为寒冷半干旱区，降水量与海拔高度成反比，年均降水量306.7 mm，年均蒸发量1903.8 mm，由于地形和气候条件复杂，植被呈现明显的垂直分布。其中，南部山区主要是乔灌木和草甸类植物等，中部以防护林和经济林为主，北部沙漠地带主要是旱生灌木和半灌木等。

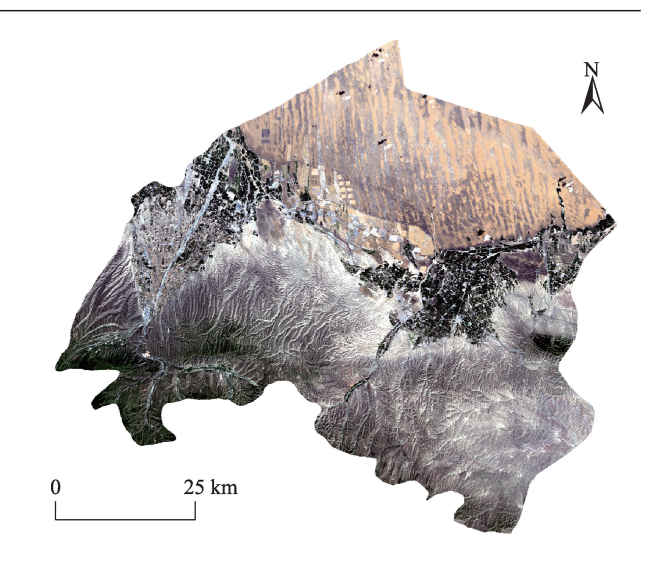


图1 研究区概况

Fig. 1 Overview of the study area

2 数据与方法

2.1 数据来源与预处理

本研究所用影像数据来源于“地理空间数据云”网站(http://www.gscloud.cn)，主要使用Landsat8-OLI和Landsat5-TM影像数据。考虑到季节性因素对各指标反演造成的影响，本研究共筛选出6幅7月的遥感影像，空间分辨率为30 m，云量均小于10%，日期分别为1994年7月19日、2001年7月22日、2008年7月25日、2013年7月23日、2016年7月31日(OLI)、2020年7月26日，此时间段内植被生长状态基本一致，实验结果的可比性能够得到较好保证。利用ENVI软件对影像分别进行辐射定标、大气校正等必要的预处理工作。最后，使用古浪县行政矢量裁剪出经过预处理后的研究区域影像。

2.2 干旱遥感生态指数模型构建

本文选取古浪县为研究区域，该区域沙地面积占比较大且土地荒漠化严重，对于荒漠化土地以及沙地的生态修复主要采取1 m×1 m的草方格沙障，在方格里面种植旱生灌木半灌木等措施[22]。由于种植密度以及存活率等问题在一定程度上导致植被稀疏，使得RSEI中绿度指标(NDVI)的提取易受到背景的影响导致提取精度不高，而且RSEI中干度指标是由裸土指数与建筑指数合成[11]，但是在干旱区半干旱地区建筑面积占比相比其他土地利用类型面积占比偏少，干度指标的代表性也会随之减弱，因此在原基础上引入荒漠化指数(Desertification index，DI)和土壤调节植被指数(Soil-adjusted vegetation index，SAVI)，使之更适用于干旱半干旱地区研究，从而正确地反映干旱半干旱地区生态质量状况。考虑以上因素，本文主要计算了绿度(SAVI)、湿度(Wet)、干度(NDBSI)、荒漠化指数(DI)以

及热度(LST)5个生态因子，用于构建DRSEI，以期客观、快速的评测干旱区生态质量。

2.2.1 生态因子指标计算 (1) 绿度指标。本研究采用SAVI[23]计算绿度指标。SAVI指数在中、低植被覆盖区的提取总精度比NDVI高出2%~7%[24]，已被广泛应用到草地、干旱半干旱区以及生态修复地区的植被提取。其计算公式为：

$$\mathrm{SAVI}=(1+L)\times(\rho_4-\rho_3)/(\rho_4+\rho_3+L) \tag{1}$$

式中：SAVI为土壤调节植被指数；L为土壤调节参数，经验取值为0.5；ρ_3为TM和OLI影像经预处理后的红波段的反射率值；ρ_4为TM和OLI影像经预处理后的近红外波段的反射率值。

(2) 湿度指标。通过缨帽变换得到的湿度分量与植被和土壤的湿度紧密相关，因此湿度指标以湿度分量Wet来表示[25-26]。其计算公式为：

$$\mathrm{Wet}_{\mathrm{TM}}=0.0315\rho_1+0.2021\rho_2+0.3012\rho_3+0.1594\rho_4-0.6806\rho_5-0.6109\rho_7 \tag{2}$$

$$\mathrm{Wet}_{\mathrm{OLI}}=0.1511\rho_2+0.1973\rho_3+0.3283\rho_4+0.3407\rho_5-0.7171\rho_6-0.4559\rho_7 \tag{3}$$

式中：$\mathrm{Wet}_{\mathrm{TM}}$为TM数据缨帽变换所得湿度分量；$\mathrm{Wet}_{\mathrm{OLI}}$为OLI数据缨帽变换所得湿度分量；$\rho_i$($i$=1, 2, …, 7)为TM和OLI影像经预处理后的蓝、绿、红、近红外、短波红外1、短波红外2波段的反射率值。

(3) 干度指标。干度指标由建筑指数(IBI)和土壤指数(SI)合成[11]。其计算公式为：

$$\mathrm{IBI}=\left\{2\rho_5/(\rho_5+\rho_4)-\left[\rho_4/(\rho_4+\rho_3)+\rho_2/(\rho_2+\rho_5)\right]\right\}/\left\{2\rho_5/(\rho_5+\rho_4)+\left[\rho_4/(\rho_4+\rho_3)+\rho_2/(\rho_2+\rho_5)\right]\right\} \tag{4}$$

$$\mathrm{SI}=\left[(\rho_5+\rho_3)-(\rho_4+\rho_1)\right]/\left[(\rho_5+\rho_3)+(\rho_4+\rho_1)\right] \tag{5}$$

$$\mathrm{NDBSI}=(\mathrm{IBI}+\mathrm{SI})/2 \tag{6}$$

式中：IBI为建筑指数；SI为土壤指数；NDBSI为干度指标。

(4) 荒漠化指数。基于植被覆盖度(Fractional vegetation cover，FVC)来计算荒漠化指数，其主要思想是：土地的荒漠化程度与植被覆盖度呈负相关关系，随着植被覆盖度的降低其荒漠化程度就越高[27]。其计算公式为：

$$\mathrm{FVC}=(\mathrm{SAVI}-\mathrm{SAVI}_{\mathrm{soil}})/(\mathrm{SAVI}_{\mathrm{veg}}-\mathrm{SAVI}_{\mathrm{soil}}) \tag{7}$$

$$\mathrm{DI}=1-\mathrm{FVC} \tag{8}$$

式中：FVC为植被覆盖度；SAVI为土壤调节植被指数；$\mathrm{SAVI}_{\mathrm{soil}}$为裸土无任何植被区域的SAVI值；$\mathrm{SAVI}_{\mathrm{veg}}$为高植被覆盖度区域的SAVI值；DI为荒漠化指数。

(5) 热度指标。热度指标由经比辐射率校正的温度来代表。将Landsat热红外波段反演为亮温，再经过比辐射率校正可获取该指标[12]。其计算公式为：

$$\mathrm{LST}=T/\left[1+(\lambda T/\rho)\ln\varepsilon\right]-273.15 \tag{9}$$

式中：LST为地表温度(℃)；T为亮温(K)；λ为热红外波段的中心波长；ρ为常量，取值为1.438×10^{-2} mK；ε为比辐射率。

2.2.2 DRSEI模型构建 DRSEI主要是利用主成分分析的方法，将上述5个生态指标进行耦合。各指标的权重由主成分变换生成的荷载值来客观确定，没有人为的主观参与，因此模型具有较强的鲁棒性[28]。为避免因量纲不同所造成的主成分分析计算过程中各指标权重失衡问题，需要在进行主成分变换之前对各指标进行归一化处理，将其量纲都统一在[0, 1]之间。

本研究选取主成分变换后的第一主成分(PC1)做为初始干旱遥感生态指数($\mathrm{DRSEI_0}$)，然后再将其进行归一化处理得到DRSEI，其值介于[0, 1]之间。DRSEI值越接近1，生态越好，反之生态越差。需要注意的是当SAVI和Wet指标在PC1的载荷为负值，NDBSI和LST在PC1的载荷为正值时，必须采用"1−PC1"进行还原，否则，无需进行这一操作[29]。

$$\mathrm{DRSEI_0}=1-\left\{\mathrm{PC1}\left[f(\mathrm{SAVI},\mathrm{Wet},\mathrm{NDBSI},\mathrm{DI},\mathrm{LST})\right]\right\} \tag{10}$$

$$\mathrm{DRSEI}=(\mathrm{DRSEI}_0-\mathrm{DRSEI}_{0_\min})/(\mathrm{DRSEI}_{0_\max}-\mathrm{DRSEI}_{0_\min}) \tag{11}$$

式中：$\mathrm{DRSEI_0}$为初始干旱遥感生态指数；DRSEI为干旱遥感生态指数；$\mathrm{DRSEI}_{0_\max}$、$\mathrm{DRSEI}_{0_\min}$分别为初始干旱遥感生态指数最大值、最小值。

各指标通用归一化公式：

$$N_i=(I_i-I_{\min})/(I_{\max}-I_{\min}) \tag{12}$$

式中：N_i为归一化后的各指标值；I_i为归一化之前的指标值；$I_{\min}$、$I_{\max}$分别为归一化之前的指标最小值和最大值。

2.3 DRSEI波动分析

变异系数分析法[30]以标准差和平均值之间的关系有效地揭示数据波动程度。在本次研究中，用来分析古浪县1994—2020年的DRSEI波动及整体生态环境的变化。具体公式如下：

$$C_v=\frac{\sqrt{\frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n}\left(\mathrm{DRSEI}_i-\frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n}\mathrm{DRSEI}_i\right)^2}}{\frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n}\mathrm{DRSEI}_i} \tag{13}$$

式中：C_v为DRSEI的变异系数；n为总年份数；DRSEI_i为第i个年份的DRSEI值。

3 结果与分析

3.1 DRSEI的有效性分析

表1为主成分分析结果，其中6个年份的PC1特征值的贡献率均大于75%，说明PC1集成了5个指标的大部分特征。从各指标对PC1的贡献度可以看出，SAVI和Wet对PC1的贡献度为正值，说明绿色植物和地面土壤的含水量对古浪县生态环境质量起到正面效应；而NDBSI、LST以及DI为负值，则说明NDBSI、LST和DI对古浪县生态环境质量起负面效应，这也符合真实的情况，进而证明了PC1具有明显的生态意义。相对其他3个指标而言，SAVI和LST对PC1的贡献度是最大的，说明植被和温度对该地区的生态质量影响较大。

表2统计了1994—2020年古浪县DRSEI和5个单一指标SAVI、Wet、NDBSI、DI、LST的均值，整体上来看在研究期间对生态起正效应的SAVI和Wet处于先降低再增涨又降低的趋势，而对生态起负效应的NDBSI和LST处于先增涨再降低又增涨的趋势，DI在2001年出现小幅度增长后保持持续性小幅度下降。以上5个指标各自的变化趋势与所构建的DRSEI指数所得到的研究区生态变化趋势吻合度极高，因此，DRSEI完全可以代表5个指标对研究区进行生态质量评价。

还可以从DRSEI与各指标的相关性来分析DRSEI的综合代表性，表3为DRSEI与各指标的相关性，其中SAVI和Wet对DRSEI有着极强的正相关性，而NDBSI、DI和LST对DRSEI有极强的负相关性，而且5个指标的平均相关度均大于0.85。由此可见DRSEI综合了各指标分量的主要信息，与各单指标有着极强的相关性，比单指标更能反映研究区的生态质量状况。

3.2 DRSEI的适用性分析

图2是研究区内RSEI和DRSEI的评价结果，通过对比可以得出DRSEI的优势主要体现在以下2个

表1 各指标在第一主成分的贡献度

Tab. 1 Contribution degree of each index in the first principal component

年份	SAVI	Wet	NDBSI	DI	LST	特征值	贡献率/%
1994	0.4511	0.4591	−0.4022	−0.3481	−0.5503	0.1884	78
2001	0.5053	0.3692	−0.4483	−0.3829	−0.5107	0.1934	83
2008	0.5045	0.3778	−0.4537	−0.3929	−0.4925	0.1834	85
2013	0.4798	0.4606	−0.4381	−0.4381	−0.4168	0.2868	92
2016	0.4802	0.4569	−0.4203	−0.4520	−0.4238	0.2529	84
2020	0.4562	0.4495	−0.4198	−0.4774	−0.4309	0.3021	91

注：SAVI为绿度；Wet为湿度；NDBSI为干度；DI为荒漠化指标；LST为热度。下同。

表2 1994—2020年DRSEI与各指标均值

Tab. 2 DRSEI and each index mean from 1994 to 2020

年份	DRSEI	SAVI	Wet	NDBSI	DI	LST
1994	0.257	0.214	0.261	0.785	0.868	0.615
2001	0.266	0.210	0.214	0.768	0.879	0.517
2008	0.234	0.214	0.223	0.795	0.868	0.628
2013	0.269	0.250	0.333	0.791	0.790	0.654
2016	0.326	0.298	0.356	0.750	0.738	0.530
2020	0.282	0.279	0.323	0.807	0.735	0.631
极差	0.092	0.088	0.142	0.057	0.143	0.137

注：DRSEI为干旱遥感生态指数。

方面：

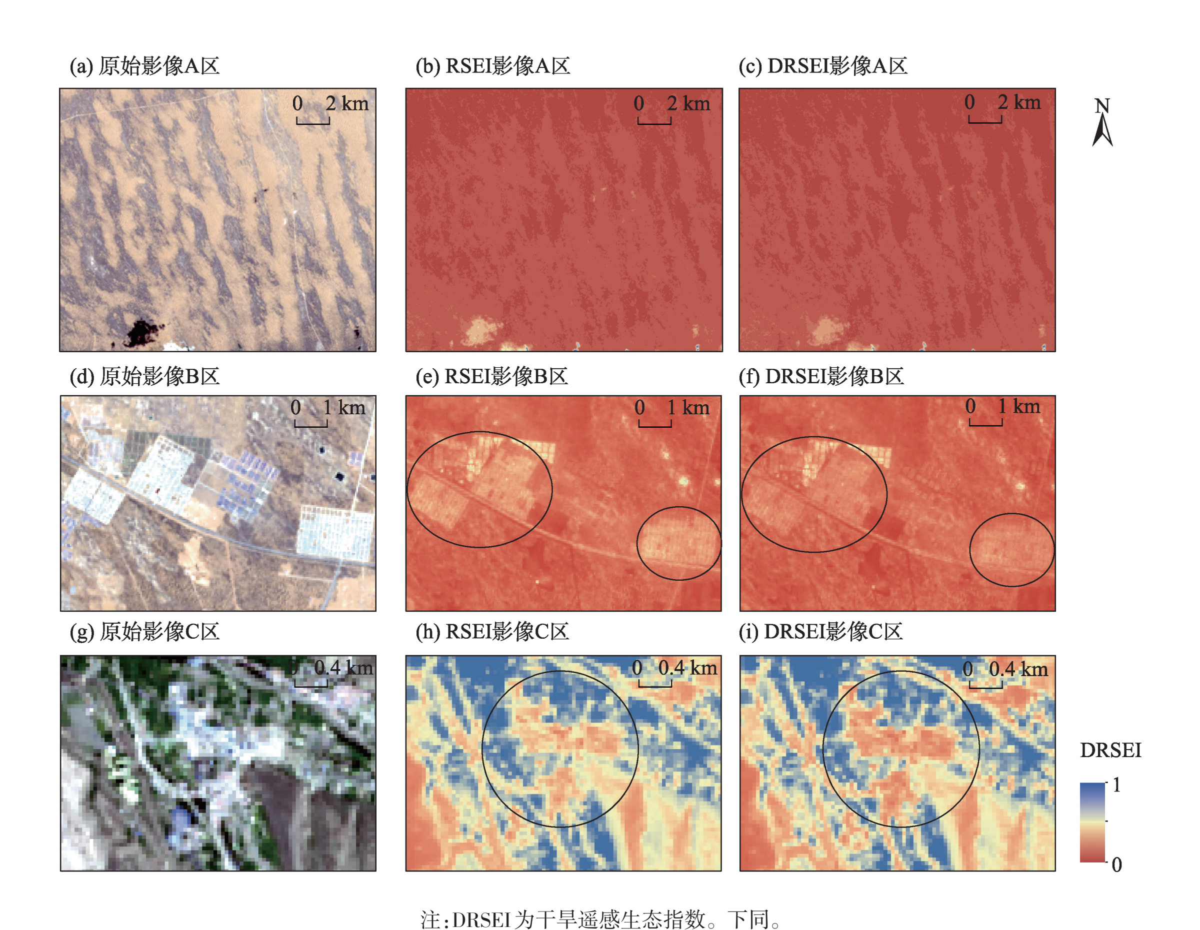
（1）图2中列出了3处典型区作为示例，展示了特殊区域内DRSEI和RSEI在局部细节的差异。其中A区域靠近腾格里沙漠，植被覆盖度低，在提取植被的时候易受到背景影响导致提取精度低（图2b），而通过更换绿度指标，由SAVI替换NDVI以及DI的加入，与RSEI相比，DRSEI更为完整的显示了生态修复区与沙地的轮廓特征与分布形态，A区域修复区RSEI均值为0.091，DRSEI值为0.119，由此可以看出沙漠地区DRSEI图像纹理细节突出，植被提取精度明显提高（图2c）。

（2）图2的B区域画圈部分是位于中部的居民地，C区域画圈部分是位于南部山区的居民地，仔细观察可以看出，与RSEI相比，DRSEI中C区域的不透水面与植被覆盖区反差明显，DRSEI中B、C两区域的居民区颜色更深，测度结果较为完整的展现出了居民地的轮廓和更加真实的生态质量状况。理想状态下不透水面的SAVI和Wet都趋近0，而且其LST和NDBSI值则接近1，而在RSEI中B、C区域画圈部分不透水面（图2e、h）的生态指数均值分别为

表3 DRSEI与各指标相关性

Tab. 3 DRSEI and correlation with each index

年份	SAVI	Wet	NDBSI	DI	LST	平均相关度
1994	0.8721	0.9316	−0.8183	−0.8613	−0.8991	0.8765
2001	0.9551	0.9216	−0.9388	−0.9441	−0.8421	0.9203
2008	0.9622	0.9153	−0.9502	−0.9593	−0.8480	0.9270
2013	0.9769	0.9655	−0.9768	−0.9771	−0.8903	0.9573
2016	0.9687	0.9410	−0.9630	−0.9689	−0.7763	0.9236
2020	0.9778	0.9599	−0.9601	−0.9782	−0.8825	0.9517



注：DRSEI为干旱遥感生态指数。下同。

图2 2020年古浪县RSEI与DRSEI的局部细节对比

Fig. 2 Comparison of local details between RSEI and DRSEI in Gulang County in 2020

0.297和0.385，DRSEI中B、C区域画圈部分不透水面（图2f、i）的生态指数均值分别为0.237和0.306，结合实际情况分析可知，DRSEI的结果更为合理。

综上所述，针对RSEI的改进具有实际价值，正是由于DRSEI有效集成了SAVI以及DI因子，增强了其在适用区域的广度，尤其是对于干旱半干旱区域的适用性上有了较大的提升。

3.3 古浪县生态空间格局分布与分析

图3为古浪县6个时相的DRSEI影像。研究区内的水体采用MNDWI水体指数进行了掩膜处理，避免对DRSEI的构建产生影响。计算得到1994—2020年的DRSEI均值分别为0.257、0.266、0.234、0.269、0.326、0.282，生态质量整体呈现先轻微上升，后下降，接着又持续上升，最后下降的趋势。由图3可以直观的看出，古浪县北部DRSEI低，说明生态质量差；中部沙漠边缘DRSEI逐年上升；而南部DRSEI较高，特别是西南部DRSEI趋近于1，说明生态质量良好。古浪县北邻腾格里沙漠，生态环境较差，而其西南靠祁连山脉支脉，森林资源丰富，生态环境较好，这与实际状况吻合，进一步印证了DRSEI在该区域生态环境评价中的适用性。

为了从空间角度更直观、定量的分析研究区的生态质量，通过等间距分级法将DRSEI分为优（0.8~1.0）、良（0.6~0.8）、中（0.4~0.6）、较差（0.2~0.4）和差（0.0~0.2）5个生态等级[12,15-16]，并统计各年份不同等级所占比例及面积情况（表4）。其中生态等级优良的区域所占比例由1994年的7.52%提高到了2020年的12.51%，面积增加了251.45 km²；2020年生态质量等级为中等的区域所占比例与1994年相比仅下降了3.47%，面积减少了174.92 km²；生态质量等级较差和差的区域所占比例由1994年的78.68%降到了2020年的77.16%，面积减少了76.52 km²，生态环境得到明显改善。

3.4 生态质量时空变化分析

为进一步分析生态质量时空变化，通过差值分析得到1994—2020年的生态变化情况，并将结果分为3种生态变化类型，分别是生态改善（1、2）、生态不变（0）和生态退化（-1、-2）类型。整体来看，1994—2020年古浪县整体生态质量改善趋势明显，西南山区生态质量轻微改善，东南山区生态质量轻微退化，中北部地区生态质量明显改善（图4）。通过查阅相关文献资料可以得知，自改革开放以来，古浪县控制了132 km长的风沙线，初步治理20多个危害比较严重的内陆沙丘和重点风沙口，森林覆盖率由1.3%提高到12.2%，植被覆盖率由20%提高到60%以上，生态质量得到改善[31]。

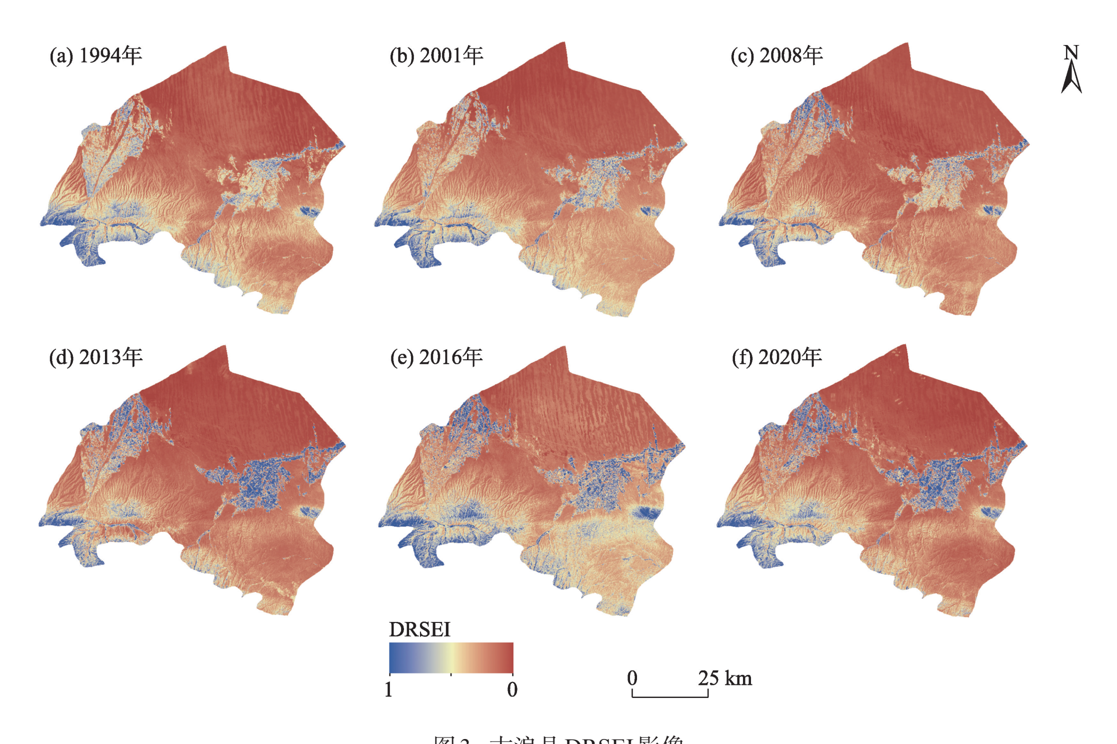


图3 古浪县DRSEI影像

Fig. 3 Images of DRSEI in Gulang County

表4　各生态等级的面积以及占比情况

Tab. 4　Area and proportion of each ecological level

生态等级	1994年		2001年		2008年	
	面积/km²	占比/%	面积/km²	占比/%	面积/km²	占比/%
差	2519.58	49.93	2222.09	44.04	2730.25	54.10
较差	1450.48	28.75	1819.76	36.06	1564.05	31.00
中	696.30	13.80	616.00	12.21	423.75	8.40
良	287.09	5.69	241.27	4.78	179.62	3.56
优	92.54	1.83	146.88	2.91	148.34	2.94
生态等级	2013年		2016年		2020年	
	面积/km²	占比/%	面积/km²	占比/%	面积/km²	占比/%
差	2647.95	52.48	1885.73	37.37	2548.07	50.50
较差	1403.87	27.82	1717.92	34.04	1345.47	26.66
中	403.81	8.00	800.29	15.86	521.38	10.33
良	245.54	4.87	343.47	6.81	291.11	5.77
优	344.83	6.83	298.59	5.92	339.97	6.74

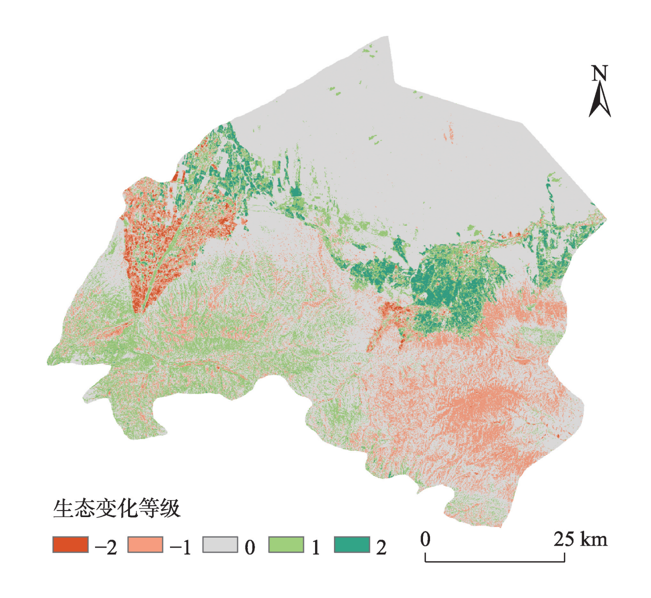


图4　1994—2020年古浪县生态质量变化的空间分布

Fig. 4　Spatial distribution of ecological quality changes in Gulang County from 1994 to 2020

由图5可以看出，1994—2001年研究区生态不变的面积为3839 km²，生态改善面积为745 km²，生态退化面积为461 km²，生态改善面积远大于生态退化面积，整体生态质量呈逐渐改善的状态；2001—2008年生态不变的面积为3571 km²，生态改善面积为309 km²，生态退化面积为1166 km²，生态改善面积小于生态退化面积，整体生态质量得到了较为轻微的退化；2008—2013年生态不变的面积为3772 km²，生态改善面积为892 km²，生态退化面积为383 km²，生态改善面积大于生态退化面积，整体生态质量得到改善；2013—2016年生态不变的面积为3127 km²，生态改善面积为1574 km²，生态退化面积为345 km²，生态改善面积大于生态退化面积，表明这3 a生态得到了明显的改善；2016—2020年生态不变的面积为3203 km²，生态改善面积为456 km²，生态退化面积为1387 km²，生态改善面积小于生态退化面积，表明这4 a生态得到了较为严重的退化；1994—2020年生态不变的面积为3583 km²，生态改善面积为849 km²，生态退化面积为614 km²，生态改善面积大于生态退化面积，表明研究区26 a生态质量得到了一定改善，与《2021年武威市生态环境状况公报》中公布的2020年全市综合考评、生态环境质量变好状况中古浪县生态质量轻微变好的结果相一致，体现了DRSEI模型的可靠性。

3.5　生态质量波动性分析

图6显示了DRSEI的变异系数(C_v)的空间分布及其数值统计结果。1994—2020年古浪县C_v主要集中在0.0~0.8，南北DRSEI值波动性差异大，存在明显的空间异质性。其西南部C_v较低，东南部C_v略高，南部山区DRSEI整体波动较小。这是由于南部山区退耕还林、移民搬迁，使得耕地面积减少，大量居民建筑用地还未及时得到复垦处理[32]，而东南山区由于移民搬迁较晚，受到当地生态移民搬迁的影响，一部分质量较差的林地由于缺少人工养护和自然干旱导致其面积减小，进而导致局部地区生态退化严重[33]；而中部和北部的C_v较高，中部地区是主要的生态移民搬迁安置区[33]，在新居民区建设的同时，开垦荒地耕种，并且加强了对北部沙漠边缘防

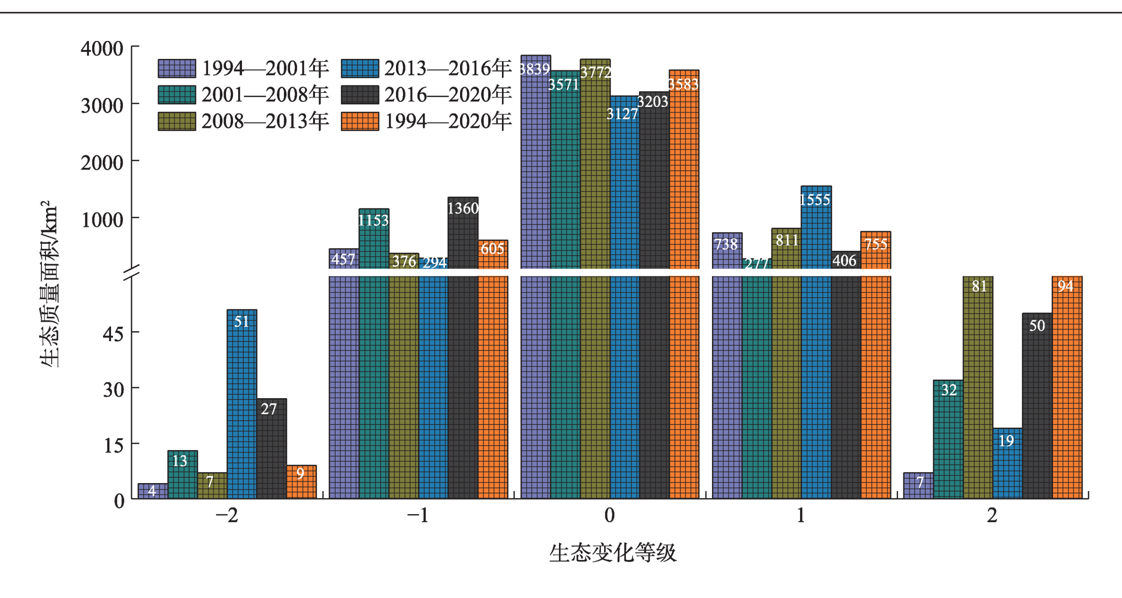


图5 各年间生态质量面积变化

Fig. 5 Ecological quality and area changes in different years

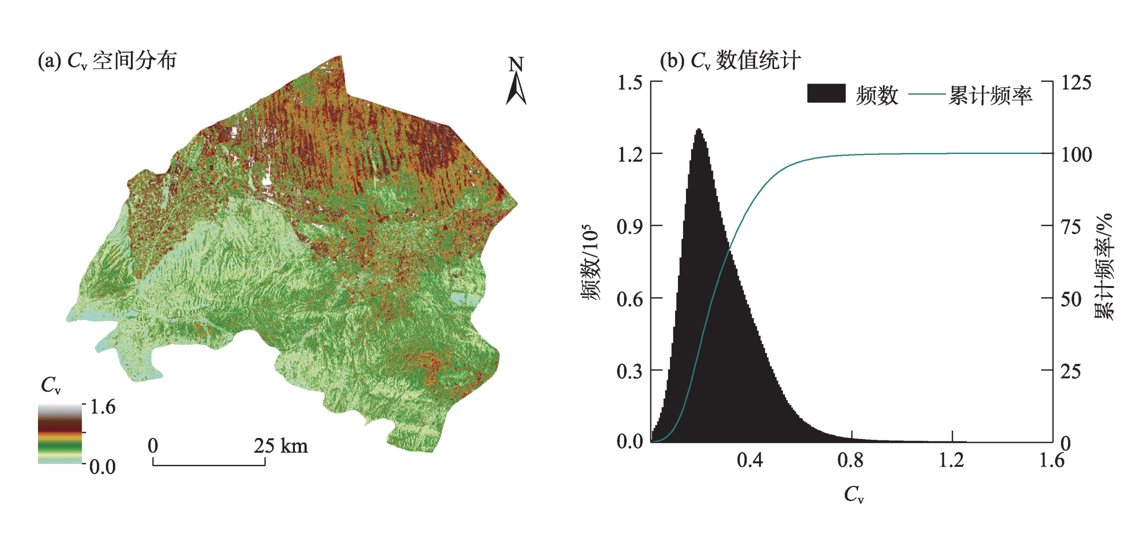


图6 DRSEI的变异系数(C_v)空间分布及其数值统计

Fig 6 Spatial distribution of C_v of DRSEI and its numerical statistics

沙治沙的工作,使得土地利用类型发生较大改变,这是造成中部和北部DRSEI波动较大的主要原因。因此,要进一步加强对南部山区和沙漠地区的生态治理与监管,避免林、草场退化、沙地扩张。

4 结 论

(1) DRSEI从研究区生态特性出发,有效集成了绿度、湿度、干度、荒漠化指数以及热度5个生态指标,平均相关度在0.90左右。与RSEI相比,DRSEI所体现的综合信息更清晰,图像局部纹理特征区分更加明显,特别是在植被稀少的沙地和居民区,所得评价结果与真实地表情况更为接近。这是由于DRSEI中有效集成了SAVI以及DI,优化了生态因子提取的精准度,增强了其在适用区域的广度,尤其是对于干旱半干旱区域的适用性上有了较大的提升。

(2) 基于DRSEI对古浪县进行生态质量评价的结果表明,1994—2020年DRSEI整体均值由0.257上升到了0.282,其中生态改善区域面积为849 km²,生态退化区域面积为614 km²,结果表明研究区26 a间生态质量得到了明显改善;在空间尺度上,DRSEI的C_v波动性较大,古浪县靠近天祝藏族自治县的西南山区以及东南白银市方向区域DRSEI忽高忽低,其主要原因是因为古浪县自1975年开始共经历3次生态移民搬迁,迁出后未能定期返乡进行林地、草场的维护所导致。应作为重点区域加强监管并

完善相应的管护机制。

本研究的不足之处为在DRSEI计算中并未考虑土地盐碱化的问题，所以应用于有大片盐碱地的地区时，评价结果会出现偏差。此外，对于不同土地利用类型之间的相互影响，以及人口、地区发展等因素对研究区整体生态质量的驱动作用，本文也缺少相应的探讨和分析。针对上述问题，在后续的工作中会做出进一步的研究。

参考文献（References）

[1] Yang H F, Yao L, Wang Y B, et al. Relative contribution of climate change and human activities to vegetation degradation and restoration in north Xinjiang, China[J]. The Rangeland Journal, 2017, 39: 289–302.

[2] 陈亚宁, 李玉朋, 李稚, 等. 全球气候变化对干旱区影响分析[J]. 地球科学进展, 2022, 37(2): 111–119. [Chen Yaning, Li Yupeng, Li Zhi, et al. Analysis of the impact of global climate change on dryland areas[J]. Advances in Earth Science, 2022, 37(2): 111–119.]

[3] 孙权, 张显峰, 江淼. 干旱区生态环境敏感参量遥感反演与评价系统研究[J]. 北京大学学报(自然科学版), 2011, 47(6): 1073–1080. [Sun Quan, Zhang Xianfeng, Jiang Miao. Eco-environmental variables estimation from remotely sensed data and eco-environmental assessment: Models and system[J]. Acta Scientiarum Naturalium Universitatis Pekinensis (Natural Science Edition), 2011, 47(6): 1073–1080.]

[4] Geng Q L, Wu P T, Zhao X N. Spatial and temporal trends in climatic variables in arid areas of northwest China[J]. International Journal of Climatology, 2016, 36(12): 4118–4129.

[5] 阮永健, 吴秀芹. 基于GRACE和GLDAS的西北干旱区地下水资源量可持续性评价[J]. 干旱区研究, 2022, 39(3): 787–800. [Ruan Yongjian, Wu Xiuqin. Evaluation of groundwater resource sustainability based on GRACE and GLDAS in arid region of northwest China[J]. Arid Zone Research, 2022, 39(3): 787–800.]

[6] Song G, Huang J T, Ning B H, et al. Effects of groundwater level on vegetation in the arid area of western China[J]. China Geology, 2021, 4(3): 527–535.

[7] 田丰收, 刘新平, 原伟鹏. 新疆和田地区耕地面源污染生态风险评价[J]. 干旱区地理, 2019, 42(2): 295–304. [Tian Fengshou, Liu Xinping, Yuan Weipeng. Ecological risk assessment of farmland non-point source pollution in Hotan Prefecture, Xinjiang[J]. Arid Land Geography, 2019, 42(2): 295–304.]

[8] Cai X R, Li Z Q, Liang Y Q. Tempo-spatial changes of ecological vulnerability in the arid area based on ordered weighted average model[J]. Ecological Indicators, 2021, 133, doi: 10.1016/J.ECOLIND.2021.108398.

[9] 崔旺来, 奚恒辉, 蔡莉, 等. 基于NDVI的中国海岛县生态系统服务价值时空变化[J]. 经济地理, 2021, 41(9): 184–192, 224. [Cui Wanglai, Xi Henghui, Cai Li, et al. Spatial and temporal change of ecosystem service value in China's island counties base on NDVI[J]. Economic Geography, 2021, 41(9): 184–192, 224.]

[10] 孙灏, 马立茹, 蔡创创, 等. 干旱区地表温度和热岛效应演变研究——以宁夏沿黄城市带为例[J]. 干旱区地理, 2020, 43(3): 694–705. [Sun Hao, Ma Liru, Cai Chuangchuang, et al. Evolution of surface temperature and heat island effect in arid areas: A case of city belt along the Yellow River in Ningxia[J]. Arid Land Geography, 2020, 43(3): 694–705.]

[11] 徐涵秋. 城市遥感生态指数的创建及其应用[J]. 生态学报, 2013, 33(24): 7853–7862. [Xu Hanqiu. A remote sensing urban ecological index and its application[J]. Acta Ecologica Sinica, 2013, 33(24): 7853–7862.]

[12] 刘智才, 徐涵秋, 李乐, 等. 基于遥感生态指数的杭州市城市生态变化[J]. 应用基础与工程科学学报, 2015, 23(4): 728–739. [Liu Zhicai, Xu Hanqiu, Li Le, et al. Ecological change in the Hangzhou area using the remote sensing based ecological index[J]. Journal of Basic Science and Engineering, 2015, 23(4): 728–739.]

[13] 排日海·合力力, 昝梅, 阿里木江·卡斯木. 乌鲁木齐市生态环境遥感评价及驱动因子分析[J]. 干旱区研究, 2021, 38(5): 1484–1496. [Helili Pariha, Zan Mei, Kasim Alimjan. Remote sensing evaluation of ecological environment in Urumqi City and analysis of driving factors[J]. Arid Zone Research, 2021, 38(5): 1484–1496.]

[14] 张亚球, 姜放, 纪梦达, 等. 基于遥感指数的区县级生态环境评价[J]. 干旱区研究, 2020, 37(6): 1598–1605. [Zhang Yaqiu, Jiang Fang, Ji Mengda, et al. Assessment of the ecological environment at district and county level based on remote sensing index[J]. Arid Zone Research, 2020, 37(6): 1598–1605.]

[15] 胡思汉, 姚玉增, 付建飞, 等. 基于RSEI指数的东北矿区生态质量变化评价: 以辽宁弓长岭区为例[J]. 生态学杂志, 2021, 40(12): 4053–4060. [Hu Sihan, Yao Yuzeng, Fu Jianfei, et al. Evaluation of ecological quality variation in mining area, northeast China based on RSEI index: A case study of Gongchangling District, Liaoning Province[J]. Chinese Journal of Ecology, 2021, 40(12): 4053–4060.]

[16] 岳辉, 刘英, 朱蓉. 基于遥感生态指数的神东矿区生态环境变化监测[J]. 水土保持通报, 2019, 39(2): 101–107, 114. [Yue Hui, Liu Ying, Zhu Rong. Monitoring ecological environment change based on remote sensing ecological index in Shendong Mining Area[J]. Bulletin of Soil and Water Conservation, 2019, 39(2): 101–107, 114.]

[17] An M, Xie P, He W J, et al. Spatiotemporal change of ecologic environment quality and human interaction factors in Three Gorges ecologic economic corridor, based on RSEI[J]. Ecological Indicators, 2022, 141: 109090, doi: 10.1016/J.ECOLIND.2022.109090.

[18] Yang X Y, Meng F, Fu P J, et al. Spatiotemporal change and driving factors of the eco-environment quality in the Yangtze River Basin from 2001 to 2019[J]. Ecological Indicators, 2021, 131:

108214, doi: 10.1016/J.ECOLIND.2021.108214.

[19] 张秦瑞, 赵良军, 林国军, 等. 改进遥感生态指数的宜宾市三江汇合区生态环境评价[J]. 自然资源遥感, 2022, 34(1): 230–237. [Zhang Qinrui, Zhao Liangjun, Lin Guojun, et al. Ecological environment assessment of three-river confluence in Yibin City using improved remote sensing ecological index[J]. Remote Sensing for Natural Resources, 2022, 34(1): 230–237.]

[20] Wu S P, Gao X, Lei J Q, et al. Ecological environment quality evaluation of the Sahel region in Africa based on remote sensing ecological index[J]. Journal of Arid Land, 2022, 14(1): 14–33.

[21] 农兰萍, 王金亮, 玉院和. 基于改进型遥感生态指数(MRSEI)模型的滇中地区生态环境质量研究[J]. 生态与农村环境学报, 2021, 37(8): 972–982. [Nong Lanping, Wang Jinliang, Yu Yuanhe. Research on ecological environment quality in central Yunnan based on MRSEI model[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2021, 37(8): 972–982.]

[22] 杨福山. 古浪县北部沙区治沙造林方案研究[J]. 农村实用技术, 2020(2): 131–132. [Yang Fushan. Study on the sand control and afforestation program in the northern sand area of Gulang County [J]. Nongcun Shiyong Jishu, 2020(2): 131–132.]

[23] Huete A R. A soil-adjusted vegetation index (SAVI)[J]. Remote Sensing of Environment, 1988, 25(3): 295–309.

[24] 李晶, 徐涵秋, 李霞, 等. 水土流失区马尾松林植被提取的土壤调节指数分析[J]. 地球信息科学学报, 2015, 17(9): 1128–1134. [Li Jing, Xu Hanqiu, Li Xia, et al. Vegetation information extraction of *Pinus massoniana* forest in soil erosion areas using soil-adjusted vegetation index[J]. Journal of Geo-information Science, 2015, 17(9): 1128–1134.]

[25] Chen C, Fu J Q, Zhang S, et al. Coastline information extraction based on the tasseled cap transformation of Landsat-8 OLI images [J]. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 2019, 217: 281–291.

[26] Huang C, Wylie B, Yang L, et al. Derivation of a tasselled cap transformation based on Landsat 7 at-satellite reflectance[J]. International Journal of Remote Sensing, 2002, 23(8): 1741–1748.

[27] 李春兰, 朝鲁门, 包玉海, 等. 21世纪初期气候波动下浑善达克沙地荒漠化动态变化分析[J]. 干旱区地理, 2015, 38(3): 556–564. [Li Chunlan, Chao Lumen, Bao Yuhai, et al. Dynamic changes of desertification in the Hunshandake Desert under the climate fluctuation in early 21st century[J]. Arid Land Geography, 2015, 38 (3): 556–564.]

[28] 徐涵秋, 李春强, 林梦婧. RSEI应使用主成分分析(PCA)或核主成分分析(kPCA)?[J/OL]. 武汉大学学报(信息科学版): 1–11 [2023-03-09]. https://doi.org/10.13203/j.whugis20220319. [Xu Hanqiu, Li Chunqiang, Lin Mengjing. Should RSEI use PCA or kPCA? [J]. Geomatics and Information Science of Wuhan University, 1–11 [2023-03-09]. https://doi.org/10.13203/j.whugis20220319.]

[29] 徐涵秋, 邓文慧. MRSEI指数的合理性分析及其与RSEI指数的区别[J]. 遥感技术与应用, 2022, 37(1): 1–7. [Xu Hanqiu, Deng Wenhui. Rationality analysis of MRSEI and its difference with RSEI [J]. Remote Sensing Technology and Application, 2022, 37(1): 1–7.]

[30] Kesteven G L. The coefficient of variation[J]. Nature, 1946, 158: 520–521.

[31] 伏润之, 崔世雄. 筑绿色屏障绘生态画卷——古浪县防沙治沙用沙纪实[N]. 甘肃日报, 2018-07-26(07). [Fu Runzhi, Cui Shixiong. Build a green barrier, draw an ecological picture scroll: Gulang County sand control and sand control record[N]. Gansu Daily, 2018-07-26(07).]

[32] 祁效杰. 古浪县生态移民迁出区退耕还林现状及建议[J]. 甘肃林业科技, 2021, 46(1): 37–39. [Qi Xiaojie. The current situation and suggestions of land retirement in ecological migrant out areas in Gulang County, Gansu[J]. Journal of Gansu Forestry Science and Technolgy, 2021, 46(1): 37–39.]

[33] 张伟, 周亮, 孙东琪, 等. 干旱区生态移民空间迁移特征与生态影响——以甘肃省古浪县为例[J]. 干旱区地理, 2022, 45(2): 618–627. [Zhang Wei, Zhou Liang, Sun Dongqi, et al. Spatial migration characteristics and ecological impacts of ecological migrants in arid regions: A case of Gulang County, Gansu Province [J]. Arid Land Geography, 2022, 45(2): 618–627.]

Ecological quality evaluation of Gulang County in Gansu Province based on improved remote sensing ecological index

LUO Rongji， WANG Hongtao， WANG Cheng

(School of Surveying and Land Information Engineering, Henan Polytechnic University, Jiaozuo 454000, Henan, China)

Abstract: Arid and semi-arid areas account for approximately 47% of China's total land area. Most of these areas are deserts, with simple ecological structures and fragile ecosystems. To evaluate the ecological quality of arid and semi-arid areas more objectively and accurately, this study improves the remote sensing ecological index (RSEI), and proposes a drought remote sensing ecological index (DRSEI) suitable for arid areas, which is a coupling of five ecological factors, namely, soil-adjusted vegetation index, wetness, normalized difference built-up and soil index, desertification index, and land surface temperature. DRSEI is more sensitive to vegetation and has a higher resolution to impermeable water surfaces, land, and sandy land than RSEI, which is suitable for ecological quality assessment in arid and semi-arid areas. DRSEI was used to dynamically monitor and evaluate the ecological quality of Gulang County, Gansu Province, China from 1994 to 2020. The results show that the overall ecological quality of Gulang County improved from 1994 to 2020, increasing the vegetation coverage in the central and southeast regions and considerably improving the ecological environment. The northern Tengger Desert has poor ecological quality, whereas the eastern branches of the southern Qilian Mountains have excellent, good, and middle ecological quality. The quantitative evaluation of the ecological quality in the arid and semi-arid areas based on DRSEI is of great practical significance for guiding the ecological environment improvement and sustainable development in the arid and semi-arid areas in China.

Key words: DRSEI; ecological quality evaluation; principal component analysis; coefficient of variation; dynamic monitoring; Gansu Province